

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

KAREN JANONES DA ROCHA

**GERMINAÇÃO DE IPÊ-AMARELO (*Handroanthus serratifolius* (Vahl)  
S.O.Grose) UTILIZANDO BISSÓLIDO COMO COMPONENTE DE  
SUBSTRATO**

CURITIBA

2018

KAREN JANONES DA ROCHA

GERMINAÇÃO DE IPÊ-AMARELO (*Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose)  
UTILIZANDO BIODISSÓLIDO COMO COMPONENTE DE SUBSTRATO

Monografia apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Especialista, Curso de Especialização em Gestão Ambiental, Pós-Graduação do Programa de Educação Continuada em Ciências Agrárias, Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Profª. Kenia Michele de Quadros Tronco

Co-Orientadora: Profª. Valéria de Cássia Macedo

CURITIBA  
2018

## RESUMO

ROCHA, K. J. da. **GERMINAÇÃO DE IPÊ-AMARELO (*Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose) UTILIZANDO BIOSSÓLIDO COMO COMPONENTE DE SUBSTRATO**. 2018. Monografia (Especialização em Gestão Ambiental) – Pós-Graduação do Programa de Educação Continuada em Ciências Agrárias, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Paraná, PR. Orientadora: Profa. Dra. Kenia Michele de Quadros Tronco.

As maiores adições de substâncias tóxicas no solo ocorrem pela destinação inadequada de bio sólidos provenientes de resíduos de estações de tratamento de esgoto. Neste sentido, reforça a necessidade de usos alternativos para o mesmo, além de estratégias viáveis para recuperar áreas já contaminadas, levando em consideração que algumas espécies florestais toleram altas concentrações desses resíduos. Portanto, o objetivo do presente estudo é avaliar o potencial do uso de bio sólido como componente do substrato para a produção de mudas *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose. O experimento foi conduzido de julho a setembro de 2018 em casa de vegetação, sob tela de sombreamento de polietileno com 50 % de permeabilidade aos raios solares, localizado nas dependências da Universidade Federal de Rondônia do *Campus* Rolim de Moura-RO. O bio sólido utilizado no experimento, disponibilizado pela empresa Serviço Autônomo de Água e Esgotos localizada em Cacoal-RO, é de origem doméstica. Após a coleta, as amostras do bio sólido foram encaminhadas para laboratório privado e testadas conforme preconiza a legislação vigente, sendo analisados os parâmetros físico-químicos presentes. Os tratamentos testados foram compostos por substratos com diferentes proporções de areia grossa e bio sólido sucessivamente: T1 – 100:0%; T2 – 25:75%; T3 – 50:50%; T4 – 75:25%; e T5 – 0:100%. O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados, com cinco tratamentos em quatro repetições. Diariamente, foi avaliada a porcentagem de germinação (G%) e após a estabilização da germinação, foram calculados o índice de velocidade de germinação (IVG), tempo médio de germinação (TMG) e velocidade média de germinação (VMG) das sementes. Em todos os tratamentos testados, verificou 100% de sanidade das sementes, sendo que a germinação variou de 45% a 83%, com estabilização da germinação aos 30 dias. Considerando as médias de germinação de sementes de *H. serratifolius* semeadas em diferentes composições de substratos, verifica-se que houve diferença significativa apenas no T5, e os melhores tratamentos foram o T1 (G% = 82%; IVG = 39; TMG = 21 dias; VMG = 0,0479 sementes.dia<sup>-1</sup>) e T2 (G% = 83%; IVG = 39; TMG = 27 dias; VMG = 0,0367 sementes.dia<sup>-1</sup>), respectivamente. O bio sólido se manifesta como condicionante e fonte de matéria orgânica e nutriente nos substratos. Desta forma, este possui potencial de uso, combinado com areia, como substrato para germinação de sementes de *Handroanthus serratifolius*. Os resíduos de estação de tratamento de esgoto podem ser reaproveitados para produção de mudas. Ademais, a espécie *H. serratifolius* reitera sua importância para recuperação de ecossistemas florestais degradados.

**Palavras-chave:** Resíduos sólidos. Lodo de esgoto. Substâncias tóxicas. Recuperação de áreas degradadas.

## ABSTRACT

ROCHA, K. J. da. **GERMINATION OF YELLOW IPE (*Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose) USING BIOSOLID AS SUBSTRATE COMPONENT**. 2018. Monography (Specialization in Environmental Management) – Postgraduate Program in Continuing Education in Agricultural Sciences, Sector of Agricultural Sciences, Federal University of Parana, Parana, PR. Advisor: Profa. Dra. Kenia Michele de Quadros Tronco.

The largest additions of toxic substances in the soil occur due to the inadequate disposal of biosolids from waste from sewage treatment plants. In this sense, it reinforces the need for alternative uses for it, as well as viable strategies to recover areas already contaminated with heavy metals. Therefore, the objective of the present study is to evaluate the potential of the use of biosolids as substrate components for the production of *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose seedlings. The experiment was conducted from July to September 2018 in a greenhouse under a polyethylene shading screen with 50% solar permeability, located at the Federal University of Rondonia, Campus Rolim de Moura-RO. The domestic biosolid used in the experiment is provided by the Autonomous Water and Sewage Service located in Cacoal-RO. After collection, the biosolids samples were sent to the private laboratory and tested according to the current legislation, being analyzed the physical-chemical parameters present. The treatments tested were composed of substrates with different proportions of coarse sand and biosolids, successively: T1 – 100:0%; T2 – 25:75%; T3 – 50:50%; T4 – 75:25%; e T5 – 0:100%. The experimental design was in randomized blocks, with five treatments in four replications. Daily, the germination percentage (G%) and germination velocity index (IVG), mean germination time (TMG), and mean velocity seed germination (VMG) were calculated after stabilization of germination. In all tested treatments, it verified germination and 100% seed health, ranging from 45% to 83% for G%, with germination stabilization in 30 days. Considering the germination averages of *H. serratifolius* seeds sown in different substratum compositions, it was verified that there was a significant difference only in T5, and the best treatments were T1 (G% = 82%; IVG = 39; TMG = 21 days; VMG = 0,0479 seeds.day<sup>-1</sup>) and T2 (G% = 83%; IVG = 39; TMG = 27 days; VMG = 0,0367 seeds.day<sup>-1</sup>), respectively. The biosolid is manifested as conditioning and source of organic matter and nutrient in the substrates. In this way, it has potential of use, combined with sand, as substrate for germination of *Handroanthus serratifolius*. Waste from a sewage treatment plant can be reused for seedling production, being a suitable destination for it. In addition, the *H. serratifolius* reiterates its importance for the recovery of degraded forest ecosystems.

**Key words:** Solid wastes. Sewage sludge. Toxic substances. Recovery of degraded areas.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 –	EXTENSÃO E DENSIDADE RELATIVA DE <i>Handroanthus serratifolius</i> (VAHL) S.O.GROSE NA AMAZÔNIA LEGAL BRASILEIRA. OS PONTOS BRANCOS REPRESENTAM LOCAIS DE COLAÇÕES DE HERBÁRIO E OS PONTOS PRETOS AMOSTRAS DE REGISTROS DA ESPÉCIE NO INVENTÁRIO RADAM BRASIL.....	16
FIGURA 2 –	COLETA DE BIOSSÓLIDO PARA PRODUÇÃO DE MUDAS DE <i>Handroanthus serratifolius</i> (VAHL) S.O.GROSE, ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DA EMPRESA SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTOS (SAAE), CACOAL, RO, JUNHO-2018.....	21
FIGURA 3 –	SECAGEM E SOLARIZAÇÃO DO BIOSSÓLIDO.....	23
FIGURA 4 –	TRATAMENTOS COMPOSTOS DE SUBSTRATOS COM DIFERENTES PROPORÇÕES DE BIOSSÓLIDO E AREIA GROSSA.....	23
FIGURA 5 –	SEMENTES DE <i>Handroanthus serratifolius</i> (VAHL) S.O.GROSE SEPARADAS POR LOTES EM SACOS DE PAPEL.....	23
FIGURA 6 –	(A) FRUTO MADURO DE <i>Handroanthus serratifolius</i> (VAHL) S.O.GROSE E (B) SEMENTES DE <i>H. serratifolius</i> DE UM LOTE, COLETADOS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DA ZONA DA MATA RONDONIENSE PARA EXPERIMENTO, ROLIM DE MOURA, RO, JUNHO-2018.....	24
FIGURA 7 –	DOIS BLOCOS CASUALIZADOS DO TRATAMENTO T5 – 100% BIOSSÓLIDO – COM 56 SEMENTES DE <i>Handroanthus serratifolius</i> (VAHL) S.O.GROSE CADA.....	24
FIGURA 8 –	PLANTAS DANINHAS RETIRADAS MANUALMENTE DAS BANDEJAS DO EXPERIMENTO COM <i>Handroanthus serratifolius</i> (VAHL) S.O.GROSE.....	25
FIGURA 9 –	PLÂNTULAS DE <i>Handroanthus serratifolius</i> (VAHL) S.O.GROSE COM UMA (A) E DUAS (B) SEMANAS APÓS O PLANTIO, TRATAMENTO T1 – 100% AREIA.....	26
FIGURA 10 –	GERMINAÇÃO ACUMULADA (%) DE SEMENTES <i>Handroanthus serratifolius</i> (VAHL) S.O.GROSE COLETADAS EM JULHO DE 2018 NA ZONA DA MATA RONDONIENSE, SEMEADAS EM DIFERENTES COMPOSIÇÕES DE SUBSTRATOS EM CASA DE VEGETAÇÃO, EM FUNÇÃO DO TEMPO (DIAS).....	27

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 –	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ANALISADOS EM AMOSTRA DE RESÍDUO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DISPONIBILIZADO PELA EMPRESA SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTOS (SAAE), LOCALIZADA EM CACOAL-RO, JUNHO-2018.....	22
TABELA 2 –	ÍNDICE DE VELOCIDADE DE GERMINAÇÃO (IVG) E TEMPO MÉDIO (TMG) E VELOCIDADE MÉDIA (VMG) DE GERMINAÇÃO DE SEMENTES <i>Handroanthus serratifolius</i> (VAHL) S.O.GROSE COLETADAS EM JULHO DE 2018 NA ZONA DA MATA RONDONIENSE, SEMEADAS EM DIFERENTES COMPOSIÇÕES DE SUBSTRATOS EM CASA DE VEGETAÇÃO.....	28
TABELA 3 –	ANÁLISE DE VARIÂNCIA EM RELAÇÃO MÉDIA DE GERMINAÇÃO DE SEMENTES de <i>Handroanthus serratifolius</i> (VAHL) S.O.GROSE COLETADAS EM JULHO DE 2018 NA ZONA DA MATA RONDONIENSE E SEMEADAS EM DIFERENTES COMPOSIÇÕES DE SUBSTRATOS EM CASA DE VEGETAÇÃO.....	30
TABELA 4 –	GERMINAÇÃO MÉDIA DE SEMENTES DE <i>Handroanthus serratifolius</i> (VAHL) S.O.GROSE COLETADAS EM JULHO DE 2018 NA ZONA DA MATA RONDONIENSE E SEMEADAS EM DIFERENTES COMPOSIÇÕES DE SUBSTRATOS EM CASA DE VEGETAÇÃO.....	31

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>9</b>
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO .....	9
1.2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	10
1.3 OBJETIVO GERAL .....	18
1.4 JUSTIFICATIVA .....	18
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>20</b>
<b>3. RESULTADO E DISCUSSÃO .....</b>	<b>27</b>
<b>4. CONCLUSÃO .....</b>	<b>35</b>
<b>5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>36</b>



## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

Um dos maiores desafios com que se defronta a sociedade moderna é o de proporcionar uma deposição final ambientalmente segura para resíduos sólidos, que tem aumentado frente ao crescimento populacional e ao gerenciamento inadequado dos mesmos. A contaminação de solos está ligada, em grande parte às atividades antropogênicas relacionadas ao depósito de resíduos, originados dos processos industriais, como insumos, agroindústria e deposição de lodo de esgoto (SANTOS et al., 2011). Desta maneira, os solos recebem contaminantes que acarretam danos ao meio ambiente de forma geral sendo que cada vez mais fica evidente a necessidade de usos alternativos para o destino dos resíduos sólidos afim de reduzir significativamente os impactos ao ambiente e à saúde humana.

As maiores adições de substâncias tóxicas no solo ocorrem pela aplicação de biossólidos proveniente de resíduos de estações de tratamento de esgoto (GUILHERME et al., 2005). Além da legislação vigente e dos procedimentos sanitários inerentes à reciclagem deste biossólido, a deposição final do mesmo na natureza envolve ainda aspectos ambientais, haja vista a modificação na composição dos solos e, conseqüentemente, da mesofauna e da flora.

Entretanto, áreas já contaminadas com substâncias tóxicas, com ausência de retorno financeiro, acabam por desestimular esforços para recuperação ou restauração da mesma. Para a fase inicial de recuperação de um ecossistema, espécies florestais podem ser adequadas dos pontos de vista biológico, operacional e econômico. Mas a comprovação da adequabilidade das espécies somente é possível através da realização de experimentos que retratem as características desses ambientes degradados e verifiquem a tolerância das espécies a toxicidade dessas substâncias.

Na região Amazônica existe uma grande diversidade de espécies arbóreas que são de interesse tanto para a exploração econômica como para recuperação do equilíbrio ecológico de ecossistemas (SALMAN et al., 2008). Dentre elas, podemos citar a *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose, da família Bignoniaceae, que alcança o maior valor de mercado entre as espécies legalmente comercializadas em Rondônia, sendo que reconhecidamente o gênero possui potencial para fitorremediação de solos moderadamente contaminados (DUTRA et al., 2017; SALMAN et al., 2008; PAIVA et



al., 2003; 2004). No entanto, são necessários estudos testando a tolerância da espécie a concentrações de bio-sólido.

## 1.2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Os incentivos para estabelecer projetos de ocupação, associados com o asfaltamento da BR-364, impulsionaram a ocupação rural do Estado de Rondônia. Principalmente a partir da década de 1970, um considerável deslocamento de migrantes em busca de terra foi atraído para Rondônia, onde a atividade agropecuária produziu alterações na paisagem num ritmo acelerado (DALE et al., 1993; RONDÔNIA, 1998). O início da exploração econômica da região ocorreu no século XVIII, com o extrativismo de frutas, sementes e outras plantas com finalidades medicinais conhecidas como “drogas do sertão”, seguida pela extração de ouro pelo rio Corumbiara afluente do rio Guaporé (OLIVEIRA, 2004).

Os garimpos de ouro na Amazônia empregavam diretamente entre 400 a 600 mil pessoas, sendo que nessa região são produzidos algo em torno de 100 toneladas de ouro anualmente (ROSA et al., 2003). Na década de 1980, a descoberta de uma jazida de cassiterita em Ariquemes-RO foi responsável pelo desmatamento de uma área superior a 9 km<sup>2</sup> de terras da união até o ano de 2008. Neste local, cerca de 28% da vegetação local foi removida pela atividade extrativista da cassiterita e comprometeu direta e indiretamente todo o sistema fluvial local (LOPES, 2017). Em adição, no ano de 2016, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) descobriu um garimpo de diamante dentro da Floresta Nacional do Vale do Jamari, distante aproximadamente 100 km da capital do estado de Rondônia e com dimensão correspondente a 1.000 campos de futebol (BONI; MOURA, 2016).

A região conhecida como Zona da Mata Rondoniense, composta pelos municípios Alta Floresta do Oeste, Alto Alegre dos Parecis, Cacoal, Castanheiras, Espigão D'Oeste, Ministro Andreazza, Nova Brasilândia D'Oeste, Novo Horizonte do Oeste, Parecis, Pimenta Bueno, Primavera de Rondônia, Rolim de Moura, Santa Luzia do Oeste e São Felipe D'Oeste, teve sua cobertura vegetal nativa reduzida a pequenos fragmentos ao longo do tempo, atingindo níveis inferiores a 15% da cobertura original em decorrência principalmente do modelo de expansão agropecuário aplicado. Este modelo associado ao mau uso do solo fez com que a vegetação nativa fosse convertida

em pastagens, acarretando em processos erosivos, contaminação do solo e redução do volume de água dos mananciais da região (FERRONATO, 2015). Favorecendo a elevada acidez e baixa fertilidade natural, expressa pela reserva de nutrientes, característica dos solos da Amazônia (MOREIRA; FAGERIA, 2009; CAMPOS et al., 2012).

A contaminação de solos está ligada em sua grande maioria a atividades antropogênicas relacionadas ao depósito de resíduos, originados do ciclo de processos industriais, como insumos, agroindústria, mineração, fundição e disposição de lodo de esgoto (SANTOS et al., 2011). Desta maneira, os solos recebem grandes quantidades de metais e ametais tóxicos (NRIAGU e PACYNA, 1988), que acarretam danos ao meio ambiente de uma forma geral, mas também possuem altíssimo poder de acumulação em seres humanos (ROSA et al., 2003). Bianualmente, a Agência para Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças (Agency for Toxic Substances and Disease Registry – ATSDR – Estados Unidos) publica uma lista de substâncias com base na frequência de ocorrência, toxicidade e potencial para exposição humana às substâncias. Esta lista é liderada pelo arsênio, chumbo e mercúrio, mas também conta com a presença de cádmio, níquel, cromo, zinco, cobre, entre outros metais nocivos à saúde humana (ATSDR, 2017).

Os insumos para a agricultura, que são os adubos minerais e orgânicos bem como os corretivos agrícolas, não são suficientemente purificados durante o processo de fabricação. Além disso, esses contêm impurezas como os metais tóxicos que inclusive também fazem parte dos componentes ativos da maioria dos agrotóxicos utilizados (FRANK; ISHIDA; SUDA, 1976; RAMALHO et al., 1998). Então, a utilização repetitiva e excessiva destes insumos e agrotóxicos nos solos agrícolas e nas culturas vegetais promovem a adição de substâncias tóxicas aos solos (RAMALHO; AMARAL SOBRINHO; VELLOSO, 2000).

Metal pesado é classificado ou definido como sendo aquele que apresenta densidade maior do que 5 a 6 g.cm<sup>-3</sup> (BAKER et al., 1994). É um termo amplamente reconhecido e aplicado para elementos tais como arsênio, cádmio, cobre, mercúrio, níquel, chumbo e zinco, que são comumente associados a problemas de contaminação ambiental (KEMERICH et al., 2014; FARIAS et al., 2007). Porém, alguns metais e metaloides (por exemplo, Arsênio), que possuem densidades menores do que 6 g.cm<sup>-3</sup>, são incluídos no grupo dos metais pesados devido aos seus efeitos tóxicos no meio ambiente (CORRÊIA, 2006).

Algumas substâncias consideradas tóxicas são essenciais ao crescimento dos vegetais, pois fazem parte da constituição de enzimas e proteínas (zinco e cobre, por exemplo), e podem se tornar tóxicos as plantas quando em elevadas concentrações. Outras não possuem função conhecida no metabolismo vegetal, induzindo sintomas de toxicidade em concentrações mínimas (RODRIGUES et al., 2016).

A alteração do teor natural dessas substâncias nos solos pela aplicação de insumos tende a levar décadas. Porém, as maiores adições no solo ocorrem pela aplicação de resíduos de estações de tratamento de esgoto (GUILHERME et al., 2005). A aplicação de lodo de esgoto no solo é vista como uma forma efetiva de controle da poluição por sua capacidade de reter elementos químicos em seu complexo adsorativo e uma alternativa viável para aumentar a disponibilidade hídrica em regiões áridas e semi-áridas (PAGANINI et al., 2004). Entretanto, com a saturação de suas cargas, o solo pode perder essa capacidade de reter os contaminantes, liberando-os para o meio ambiente, em especial para os lençóis freáticos aumentando sua dispersão. Devido a esse fato, sua deposição, com altos teores de substâncias tóxicas, deve ser avaliada com critério. Sua acumulação ao longo do perfil vertical do solo pode propiciar fitotoxicidade às plantas, além de constituir risco à saúde humana (PAGANINI, 2003; CAIRES, 2005; COSTA et al., 2006).

Um método *ex situ* utilizado com a finalidade de descontaminação é a remoção mecânica da camada de solo contaminada. No entanto é um processo oneroso e de baixa eficiência. Isso porque, embora se promova a retirada do contaminante, ficam prejudicadas certas propriedades edáficas de importância como estrutura, matéria orgânica e microbiota, que afetam diretamente a qualidade produtiva do solo (FONINI; ROJAS, 2006).

O uso de plantas para a recuperação de solos contaminados é uma alternativa de grande potencial. Esta atividade conhecida como fitorremediação, utiliza plantas e sua microbiota para a revegetação e descontaminação do solo, desta forma, contribui com a proteção do solo, retenção e absorção do contaminante, impedindo sua distribuição no meio ambiente (WILSON et al., 2000). É sabido que todas as plantas possuem a habilidade de acumular algumas substâncias tóxicas que são essenciais para o seu crescimento e desenvolvimento, como alumínio, ferro, manganês, zinco, cobre, magnésio, molibdênio e níquel. Entretanto, algumas espécies vegetais também são tolerantes e/ou possuem a capacidade de acumular certa quantidade dessas substâncias em seus tecidos, que não possuem funções biológicas conhecidas, mas que são tóxicos

aos seres vivos em geral, como cádmio, crômio, chumbo, prata, selênio e mercúrio, sem prejudicar seu crescimento.

A fitorremediação utiliza plantas superiores, associadas ou não com microrganismos para promover a recuperação de ambientes poluídos com contaminantes orgânicos e/ou inorgânicos, sendo uma alternativa promissora em relação às técnicas convencionais de recuperação de solos moderadamente contaminados (SILVA et al., 2015; SILVA et al., 2016; CABREIRA et al., 2017; DUTRA et al., 2017; GUIMARÃES et al., 2017). Em particular, algumas espécies são muito úteis contribuindo com processos hidrológicos, degradação de contaminantes orgânicos em plumas de lençol freático, controle de processos erosivos, remoção de substâncias tóxicas dos solos contaminados e como filtros biológicos na deposição de lodo de esgoto (VASCONCELLOS; PAGLIUSO; SOTOMAIOR, 2012).

Segundo a Agência de Proteção do Meio Ambiente (U.S. Environmental Protection Agency – EPA, 2000), tem-se diversas técnicas de fitorremediação, como a fitoextração, a rizofiltração, a fitoestabilização, a rizodegradação, a fitodegradação, a fitovolatilização, a fitomineração, o controle hidráulico e a cobertura vegetativa. No entanto, a efetividade da fitorremediação está limitada pela capacidade da planta em retirar os metais das superfícies das partículas do solo e da solubilidade desses metais, sendo preferível que não haja acúmulo nas folhas, minimizando sua concentração na ciclagem de nutrientes e potencializando a imobilização de substâncias tóxicas no lenho da planta (DOUMETT et al., 2008).

Assim sendo, as plantas hiperacumuladoras, embora tenham o crescimento muito lento e biomassa baixa, toleram solos com quantidades elevadas de substâncias tóxicas, absorvendo-as (EAPEN et al., 2005; DOUMETT et al., 2008). Segundo Baker e Brooks (1989), estas plantas são capazes de acumular nos tecidos concentrações de cobalto, cobre, crômio, chumbo ou níquel por até 0,1% de massa seca, enquanto que zinco ou manganês alcançam até 1%. Sabe-se que as espécies florestais nativas produzem elevadas quantidade de biomassa na parte aérea, são resistentes, perenes e apresentam bom desenvolvimento radicular, no entanto, são mínimas as informações que evidenciam quais as espécies nativas que de fato possam ser utilizadas em programas de fitorremediação (DUARTE, 2011; VENDRUSCOLO, 2013).

Na região Amazônica existe uma grande diversidade de espécies arbóreas que são de grande interesse para o homem, tanto para a exploração econômica como para recuperação do equilíbrio ecológico de ecossistemas (SALMAN et al., 2008). Ao reunir

informações sobre algumas espécies de árvores nativas da Amazônia Ocidental com elevado potencial econômico e ecológico, tomando de base autores como Carvalho (1994), Carvalho (2003), Carvalho (2006) e Lorenzi (2008), enfatizando características intrínsecas de cada espécie, pode-se citar *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr., *Bertholletia excelsa* Bonpl., *Caryocar villosum* (Aubl.) Pers., *Cedrela fissilis* Vell., *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn., *Ceiba speciosa* A.St.-Hil., *Genipa americana* L., *Handroanthus albus* (Cham.) Mattos, *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos, *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose, *Hymenaea courbaril* var. *stilbocarpa* (Hayne) Y.T. Lee & Langenh., *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don., *Mauritia flexuosa* L.f., *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex Walp., *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* Huber ex Ducke, *Spondias mombin* L, *Zanthoxylum rhoifolium* Lam., entre outras.

São inúmeras as espécies do gênero *Handroanthus*, formando a chamada “Aliança Tabebuia” da família Bignoniaceae, endêmicas da América tropical e subtropical (LOHMANN; PIRANI, 1996; JUSTINIANO et al., 2000). As espécies desse gênero possuem comportamento fenológico bastante similar, sendo quase todas decíduas, de crescimento baixo a moderado (LORENZI, 1992) e não estão associadas a uma determinada formação vegetal (LOHMANN, 2015). As espécies de ipê, como são popularmente conhecidas, variam quanto a sua abundância e preferência por habitat. São plantas heliófilas e requerem algum tipo de distúrbio, natural ou induzido para se estabelecerem por regeneração natural (JUSTINIANO et al., 2000). Normalmente encontradas em áreas de borda ou isoladas em áreas abertas de formações secundárias, como capoeiras e capoeirões, porém preferem solos bem drenados situados nas encostas (LORENZI, 2008).

Em adição, em quase todas as espécies de *Handroanthus*, as fenologias reprodutiva e vegetativa estão intimamente ligadas com a disponibilidade de água no solo, sendo que algumas espécies requerem chuvas esporádicas para estimular o florescimento (BORCHERT, 1994). Portanto, o gênero pode apresentar comportamento biológico irregular, existindo variações na floração e na frutificação entre os indivíduos e na mesma região. Na Amazônia, a floração dessa espécie ocorre entre os meses de julho a dezembro, período caracterizado por seca. Alguns autores afirmam que há necessidade de estudos, principalmente quando se refere a sua biologia reprodutiva em áreas exploradas e não exploradas (ALENCAR; ALMEIDA; FERNANDES, 1979).

O gênero reúne várias espécies produtoras de madeira durável e de crescimento lento (GAMA, 2017). Em Rondônia, uma das espécies explorada e comercializada no mercado madeireiro local é a *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose, conhecida popularmente como ipê-amarelo. É uma árvore de porte médio a grande que usualmente alcança posição de dossel superior ou emergente em florestas primárias ou secundárias (PARROTA, 1995), com tronco de 60 a 80 cm de diâmetro à altura do peito (DAP). Em algumas florestas alcança até 50 m de altura (JUSTINIANO et al., 2000), sendo que o crescimento médio anual da espécie é relativamente lento, com média de 0,67 m em altura e 0,84 cm em DAP (KROLL; NALVARTE; MARMILLOD, 1994). Apresenta incremento médio anual em volume de 6,6 m<sup>3</sup>/ha/ano (CAMPOS FILHO; SARTORELLI, 2015), e em área basal de 61,1 ± 21,7 cm<sup>2</sup>/ha/ano para classe diamétrica entre 50 e 70 cm (GAMA, 2017). Madeira pesada com densidade de 1,08 g/cm<sup>3</sup>, rica em cristais de *lapachol*, infinitamente durável sob quaisquer condições, cor castanha e com alburno distinto do cerne (CAMPOS FILHO; SARTORELLI, 2015). Possui copa pequena e irregularmente formada (KROLL; NALVARTE; MARMILLOD, 1994),

A espécie *H. serratifolius* é decídua, já que perde suas folhas no período do inverno e reaparecem logo após a floração que ocorrem por volta dos meses de agosto a novembro na região Amazônica. Suas folhas são digitadas compostas de margem serrilhada. A flor possui corola tubular e o fruto é do tipo siliqua (PARK et al., 2005). Produz uma grande quantidade de sementes achatadas, levemente abauladas, oblongas, aladas, unitegmentadas, com uma membrana revestindo o embrião, dispersas pelo vento (anemocórica), classificadas como ortodoxas (LORENZI, 1992; COSTA 1995) e sua dispersão é geralmente uniforme e sempre muito esparsa (LORENZI, 2008). No entanto, apresentam problemas de germinação e de armazenamento (OLIVEIRA et al., 2004).

A espécie é amplamente distribuída em toda a Amazônia brasileira (Figura 1), sendo a densidade média das árvores com diâmetro superior a 30 cm de 0,32 árvores por hectare, ocorrendo maior densidade no oeste do estado do Acre, de acordo com o inventário RADAM Brasil (SCHULZE et al., 2008).

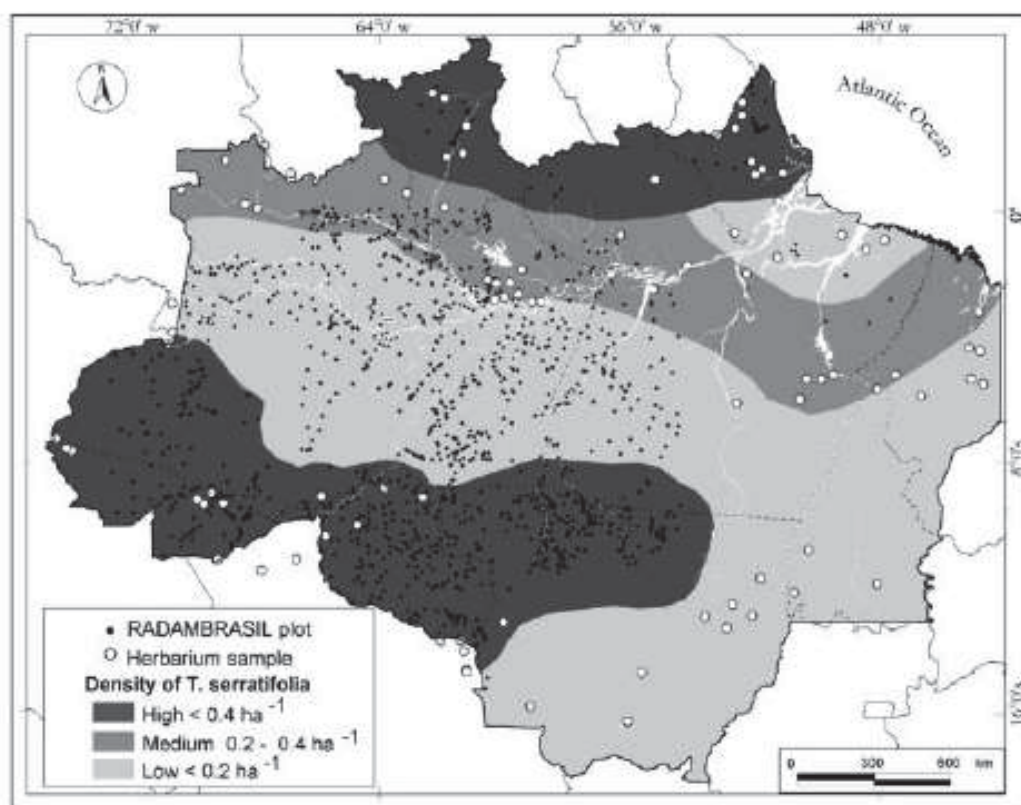
No mercado interno de produtos florestais, o preço médio do metro cúbico da madeira é informado apenas pelo nome comum. O preço cotado para as espécies de ipê no Brasil, para a primeira quinzena de junho no ano de 2018, é de 931 US\$/m<sup>3</sup> para exportação e 222 US\$/m<sup>3</sup> para mercado interno (ITTO, 2018). Em Rondônia, a tora de ipê, no ano de 2018, alcança um preço de 1.100 reais/m<sup>3</sup> na serraria, de acordo com



pesquisa pela autora, apresentando o maior valor entre as espécies comercializadas na região.

As árvores de *H. serratifolius* podem alcançar idade de corte num espaço de tempo economicamente aceitável e a matéria prima produzida em forma de madeira pode ser comercializada em vários setores do mercado madeireiro (JUSTINIANO et al., 2000), aliando desta forma, o interesse econômico com o potencial de fitorremediação de solos degradados e/ou contaminados que a espécie possui. Em ambiente multicontaminado com substâncias tóxicas, Marques et al. (2000) verificaram que a espécie *Handroanthus impetiginosa* (Mart.) Standl. (Ipê-roxo) foi uma das espécies menos afetadas pela contaminação, sendo, assim, uma espécie potencial para utilização em solos degradados.

FIGURA 1 – EXTENSÃO E DENSIDADE RELATIVA DE *Handroanthus serratifolius* (VAHL) S.O.GROSE NA AMAZÔNIA LEGAL BRASILEIRA. OS PONTOS BRANCOS REPRESENTAM LOCAIS DE COLEÇÕES DE HERBÁRIO E OS PONTOS PRETOS AMOSTRAS DE REGISTROS DA ESPÉCIE NO INVENTÁRIO RADAM BRASIL



FONTE: SCHULZE et al. (2008), adaptado por GAMA (2017).

Para melhor eficácia na formação de povoamentos florestais de recuperação de áreas degradadas são necessários métodos e sistemas empregados que priorizem a qualidade das mudas (CALDEIRA et al., 2012). Um dos fatores que mais afetam o



crescimento e a qualidade da muda, o substrato é apontado como um dos mais importantes (CASAGRANDE JÚNIOR et al., 1996). Segundo Carneiro (1995), o substrato é o meio em que as raízes se proliferam para fornecer suporte estrutural à parte aérea das mudas e, portanto, atender as necessidades de água, oxigênio e nutrientes requeridas pela planta. Assim, o substrato não deve ser fator limitante à germinação de sementes, iniciação radicular e enraizamento de estacas (CALDEIRA et al., 1998).

Algumas características são consideradas essenciais para obter-se um bom substrato (GONÇALVES, 1981; CARNEIRO, 1995), entre as quais se podem citar: a) boa estrutura e consistência, de forma a sustentar, sem grandes acomodações ou movimentações, as sementes e estacas durante a germinação e o enraizamento; b) substrato suficientemente poroso para permitir pronta drenagem do excesso de água durante as irrigações e chuvas, mantendo uma adequada aeração junto ao sistema radicular; c) boa capacidade de retenção de água, de modo a evitar as irrigações muito frequentes; d) não devem contrair ou expandir excessivamente com as oscilações de umidade; e) devem ser isentos de substâncias tóxicas, inóculos de doenças, plantas invasoras, insetos e sais em excesso; f) devem ser prontamente disponíveis em quantidades adequadas e custos economicamente viáveis; g) devem ser bem padronizados, com características físicas e químicas pouco variáveis de lote para lote; h) devem apresentar boa homogeneidade de partículas, bem como poucas partículas inertes, sobretudo as grandes, que tomam muito espaço sem nenhuma contribuição para a capacidade de agregação e retenção de água e nutrientes, principalmente para uso em recipientes com pequeno volume; i) ter boa capacidade de campo e capacidade de troca catiônica (LUDWIG et al. 2014).

Para uma garantia de fornecimento de matéria prima a longo prazo e baixo custo, e evitando potenciais problemas de contaminação ambiental (SANTOS, 2014), deve-se dar prioridade ao uso de substratos compostos por resíduos industriais ou urbanos (CALDEIRA et al., 1998; CALDEIRA et al., 2000; CALDEIRA et al., 2005; CALDEIRA et al., 2007; CALDEIRA et al., 2008a; CALDEIRA et al., 2008b).

O bio sólido como substrato pode promover melhor aproveitamento de nutrientes pela planta em relação à adubação mineral, já que estão na forma orgânica e são liberados gradativamente, suprimindo de modo mais adequado as exigências nutricionais no decorrer do ciclo biológico (BACKES et al. 2010; MALDONADO, 2005). Estudos indicam que ele possui nutrientes tais como nitrogênio, fósforo, potássio, entre outros que são essenciais às plantas, além de ser rico em matéria

orgânica e atuar como condicionador do solo, melhorando sua estrutura (BARBOSA; TAVARES FILHO, 2006).

A escassez de estudos relacionados ao manejo de ipê e de programas de recuperação florestal na região está atrelada a falta de conhecimento do desenvolvimento da espécie, falta de incentivos, alto custo da produção, por isso existe a necessidade de estudos que determinem fatores importantes relacionados à produção de sementes e mudas. Nesse aspecto, torna-se também importante conhecer substratos alternativos, de baixo custo e com componentes disponíveis regionalmente, visando diminuição de custos.

Diante disto, formulou-se a hipótese de que a espécie nativa *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose pode ser usada com sucesso em programas de fitorremediação de solos contaminados, germinando adequadamente em substratos contendo substâncias tóxicas.

### 1.3 OBJETIVO GERAL

Avaliar o potencial do uso de biossólido como componente do substrato para a produção de mudas *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose.

- Determinar qual proporção de biossólido que proporcionará maior germinação para as sementes de *H. serratifolius*.
- Avaliar a fitotoxidez das diferentes proporções de biossólido como substrato para produção de mudas de *H. serratifolius*.

### 1.4 JUSTIFICATIVA

Grandes quantidades de resíduos de esgoto produzidos diariamente, tanto de origem doméstica como industrial, são por muitas vezes destinados a condições precárias, e geram problemas ambientais e de saúde pública. Diante disso, é imprescindível buscar soluções para o gerenciamento adequado do lodo gerado no processo, uma vez que o crescimento e desenvolvimento populacional só tende a aumentar.

Por apresentar altos teores de matéria orgânica e nutrientes essenciais para as plantas, um caminho para destinação sustentável desse material seria como componente de substrato para a produção de mudas, tornando-se uma opção economicamente viável para a produção de mudas florestais.

A utilização de espécies florestais para fitorremediação de solos contaminados é uma alternativa de grande potencial, desta forma, as árvores contribuem com a conservação do solo, retenção e absorção do contaminante, impedindo sua distribuição no meio ambiente. Todas as espécies de plantas possuem a habilidade de acumular algumas substâncias tóxicas que são essenciais para o seu crescimento e desenvolvimento, entretanto, algumas espécies arbóreas são mais tolerantes, como os popularmente conhecidos ipês.

As árvores de *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose podem alcançar idade de corte num espaço de tempo economicamente aceitável e a matéria prima produzida em forma de madeira pode ser comercializada em vários setores do mercado madeireiro, possui o maior valor entre as espécies comercializadas na região amazônica, e sem perigo para os ecossistemas. Aliando desta forma, o interesse econômico com o potencial de fitorremediação de solos degradados e/ou contaminados.

Os resultados deste trabalho poderão atestar o potencial da espécie *H. serratifolius* para fitorremediação, promovendo o incentivo de plantios para recuperação de áreas degradadas, além da possibilidade de redução de custos.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido de julho de 2018 a setembro de 2018 em casa de vegetação (dimensões de 6 m x 9 m x 3 m), sob tela de sombreamento de polietileno com 50% de permeabilidade aos raios solares, localizado nas dependências da Universidade Federal de Rondônia do *Campus* Rolim de Moura-RO. A região apresenta clima Am (Monção), com precipitação média anual de 2.250 mm, umidade relativa do ar entre 80 e 90% e temperaturas médias anuais em torno de 26 °C (SEDAM, 2012; ALVARES et al., 2013).

O biossólido utilizado no experimento foi disponibilizado pela empresa Serviço Autônomo de Água e Esgotos (SAAE), sendo proveniente da estação de tratamento de esgoto (ETE), localizada em Cacoal-RO. O esgoto tratado pela ETE SAAE Cacoal é derivado de áreas urbanas domiciliares e comerciais, não contendo resíduos industriais (Figura 2).

Após a coleta (Figura 2), amostras do biossólido foram encaminhadas para o Laboratório AgroAnálise em Cuiabá-MT para análise quali e quantitativa dos compostos, conforme preconiza a Resolução CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006 (CONAMA, 2006) (Tabela 1). Dos 22 parâmetros analisados, cinco encontravam-se em níveis não quantificáveis ( $< LQ$ ), e os demais atendem os Requisitos Mínimos de Qualidade do Lodo de Esgoto ou Produto Derivado Destinado a Agricultura, conforme art. 11. Com intuito de facilitar a comparação das concentrações obtidas com os parâmetros da literatura, as concentrações encontradas foram convertidas para  $mg.L^{-1}$ , considerando o volume de 1 kg da amostra de 1,640 L.

Os tratamentos testados foram compostos por substratos com diferentes proporções de biossólido: T1 – Testemunha, areia grossa apenas, 100-0%; T2 – Substrato composto de biossólido e areia grossa na proporção volumétrica de 25-75%, respectivamente; T3 – Substrato composto de biossólido e areia grossa na proporção volumétrica de 50-50%, respectivamente; T4 – Substrato composto de biossólido e areia grossa na proporção volumétrica de 75-25%, respectivamente; e T5 – Substrato composto apenas de biossólido, 0-100%.

FIGURA 2 – COLETA DE BIODSÓLIDO PARA PRODUÇÃO DE MUDAS DE *Handroanthus serratifolius* (VAHL) S.O.GROSE, ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DA EMPRESA SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTOS (SAAE), CACOAL, RO, JUNHO-2018



FONTE: A autora (2018).

LEGENDA: (A) e (a) – lagoas de tratamento anaeróbicas; (C), (D) e (E) – coleta do resíduo da estação de tratamento de esgoto diretamente das lagoas de tratamento; (F) – eliminando o excesso de líquidos que foram coletados junto com o biossólido.

TABELA 1 – PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ANALISADOS EM AMOSTRA DE RESÍDUO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DISPONIBILIZADO PELA EMPRESA SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTOS (SAAE), LOCALIZADA EM CACOAL-RO, JUNHO-2018

Elemento			Concentração		
N	Nitrogênio	(%)	0,48	mg.L <sup>-1</sup>	7,88
P <sup>1/</sup>	Fósforo	(%)	1,10	mg.L <sup>-1</sup>	18,04
K <sup>2/</sup>	Potássio	(%)	0,01	mg.L <sup>-1</sup>	0,16
Zn Total	Zinco	(%)	0,01	mg.L <sup>-1</sup>	0,16
Cu Total	Cobre	(%)	0,00	mg.L <sup>-1</sup>	0,00
Mn Total	Manganês	(%)	0,02	mg.L <sup>-1</sup>	0,33
B Total	Boro	(%)	0,06	mg.L <sup>-1</sup>	0,98
Ca Total	Cálcio	(%)	0,45	mg.L <sup>-1</sup>	7,38
S <sup>3/</sup>	Enxofre	(%)	0,05	mg.L <sup>-1</sup>	0,82
Mg	Magnésio	(%)	0,15	mg.L <sup>-1</sup>	2,46
Fe	Ferro	(%)	1,22	mg.L <sup>-1</sup>	20,01
Si	Silício	(%)	41,53	mg.L <sup>-1</sup>	680,90
Cd	Cádmio	mg.kg <sup>-1</sup>	< LQ	mg.L <sup>-1</sup>	< LQ
Pb	Chumbo	mg.kg <sup>-1</sup>	15,6	mg.L <sup>-1</sup>	25,58
Ni	Níquel	mg.kg <sup>-1</sup>	31,79	mg.L <sup>-1</sup>	52,14
Hg	Mercúrio	mg.kg <sup>-1</sup>	< LQ	mg.L <sup>-1</sup>	< LQ
Nb	Nióbio	mg.kg <sup>-1</sup>	< LQ	mg.L <sup>-1</sup>	< LQ
Mo	Molibdênio	mg.kg <sup>-1</sup>	< LQ	mg.L <sup>-1</sup>	< LQ
Co	Cobalto	mg.kg <sup>-1</sup>	< LQ	mg.L <sup>-1</sup>	< LQ
Cr	Cromo	mg.kg <sup>-1</sup>	86,62	mg.L <sup>-1</sup>	142,06
As	Arsênio	mg.kg <sup>-1</sup>	0,11	mg.L <sup>-1</sup>	0,18
Ta	Tântalo	mg.kg <sup>-1</sup>	1,87	mg.L <sup>-1</sup>	3,07

FONTE: A autora (2018).

LEGENDA: LQ – Limite de quantificação do método analítico: 0,05 mg.kg<sup>-1</sup>; <sup>1/</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> CNA+Água - Pentóxido de difósforo solúvel em água, extrator citrato neutro de amônio e água; <sup>2/</sup> K<sub>2</sub>O - Óxido de potássio; <sup>3/</sup> S - SO<sub>4</sub> - fornecido na forma do íon sulfato.

A areia foi lavada sobre peneira, retirando impurezas e mantendo apenas a areia grossa e espalhada sobre lona para solarização por sete dias, sendo revolvida diariamente. Como o bio sólido foi obtido direto da lagoa de tratamento anaeróbica, também foi espalhado sobre lona para secagem e solarização por três dias (Figura 3). As diferentes proporções de areia e bio sólido, para cada tratamento, foram misturadas manualmente sobre lona e colocadas em bandejas de polietileno, drenadas e de dimensões 55 x 34 x 15 cm (Figura 4).

Sementes de *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose foram coletadas de matrizes localizadas na zona urbana do município de Rolim de Moura-RO, sendo que os lotes foram separados em sacos de papel e armazenados em sacos plásticos



transparentes, sob refrigeração de 8°C nas dependências do Laboratório de Águas (Figura 5). As sementes foram limpas e separadas por lotes de estudo (Figura 6).

FIGURA 3 – SECAGEM E SOLARIZAÇÃO DO BIOSSÓLIDO



Fonte: A autora (2018).

LEGENDA: (A) – Biossólido úmido; (B) – Após três dias de solarização, biossólido seco.

FIGURA 4 – TRATAMENTOS COMPOSTOS DE SUBSTRATOS COM DIFERENTES PROPORÇÕES DE BIOSSÓLIDO E AREIA GROSSA



FONTE: A autora (2018).

LEGENDA: T1 – Testemunha, areia grossa apenas, 100-0%; T2 – Substrato composto de biossólido e areia grossa na proporção volumétrica de 25-75%, respectivamente; T3 – Substrato composto de biossólido e areia grossa na proporção volumétrica de 50-50%, respectivamente; T4 – Substrato composto de biossólido e areia grossa na proporção volumétrica de 75-25%, respectivamente; e T5 – Substrato composto apenas de biossólido, 100-0%.

FIGURA 5 – SEMENTES DE *Handroanthus serratifolius* (VAHL) S.O.GROSE SEPARADAS POR LOTES EM SACOS DE PAPEL



FONTE: A autora (2018).



FIGURA 6 – (A) FRUTO MADURO DE *Handroanthus serratifolius* (VAHL) S.O.GROSE E (B) SEMENTES DE *H. serratifolius* DE UM LOTE, COLETADOS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DA ZONA DA MATA RONDONIENSE PARA EXPERIMENTO, ROLIM DE MOURA, RO, JUNHO-2018

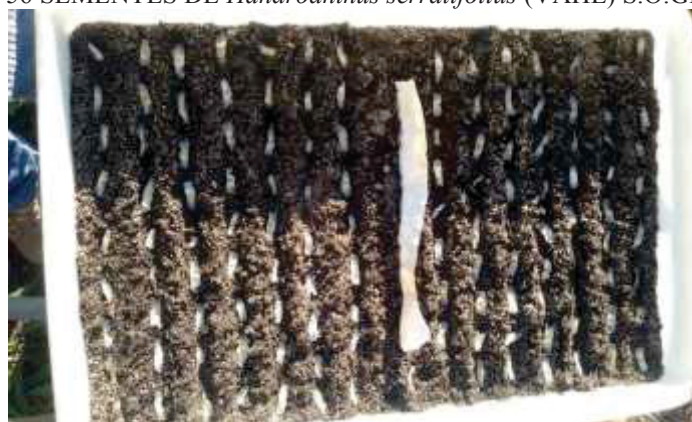


FONTE: A autora (2018).

Para a avaliação da germinação, as sementes foram dispostas nas bandejas contendo as composições de substratos testados. As bandejas foram irrigadas sempre que se verificava que o substrato estava seco, com o auxílio de um regador comum de jardim, pelo menos uma vez ao dia.

O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados, com cinco tratamentos em quatro repetições. Cada repetição foi composta por 56 sementes, o que resultou em 224 sementes por tratamento, totalizando 1.120 sementes. Cada bandeja foi dividida em dois blocos, resultando em duas bandejas por tratamento (Figura 7).

FIGURA 7 – DOIS BLOCOS CASUALIZADOS DO TRATAMENTO T5 – 100% BIOSSÓLIDO - COM 56 SEMENTES DE *Handroanthus serratifolius* (VAHL) S.O.GROSE CADA



FONTE: A autora (2018).

As plantas daninhas germinadas nas bandejas contendo os tratamentos foram retiradas manualmente (Figura 8). Nenhum tipo de adubação foi realizada até o final do experimento.

FIGURA 8 – PLANTAS DANINHAS RETIRADAS MANUALMENTE DAS BANDEJAS DO EXPERIMENTO COM *Handroantus serratifolius* (VAHL) S.O.GROSE



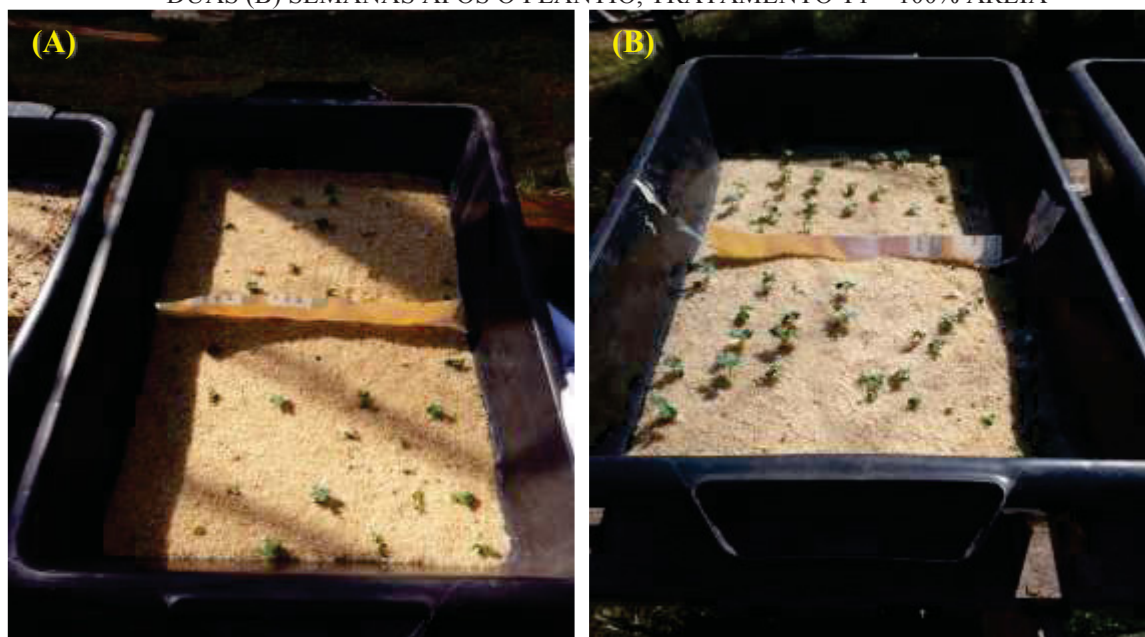
FONTE: A autora (2018).

Diariamente, foi avaliada a porcentagem de germinação (G%) e a presença de plântulas normais e anormais (BRASIL, 1992). Após a estabilização da germinação, foram calculados o índice de velocidade de germinação (IVG), tempo médio de germinação (TMG) e velocidade média de germinação (VMG) das sementes, conforme fórmulas a seguir. Foram consideradas como germinadas as plântulas que emitiram pelo menos um dos cotilédones (Figura 9).

$$G\% = \frac{(\sum n_i)}{100} * 100 \quad IVG = \sum \frac{n_i}{t_i} \quad TMG = \frac{\sum n_i * t_i}{\sum n_i} \quad VMG = \frac{1}{TMG}$$

em que: G% - germinação em porcentagem; IVG – índice de velocidade de germinação, adimensional; TMG – tempo médio de germinação, em dias; VMG – velocidade média de germinação, em sementes.dia<sup>-1</sup>; n<sub>i</sub> – número de sementes que germinaram no tempo *i*; t<sub>i</sub> – tempo após instalação do experimento; *i* = 2 em 2 dias até a estabilização da germinação das sementes: 30 dias.

FIGURA 9 – PLÂNTULAS DE *Handroanthus serratifolius* (VAHL) S.O.GROSE COM UMA (A) E DUAS (B) SEMANAS APÓS O PLANTIO, TRATAMENTO T1 – 100% AREIA



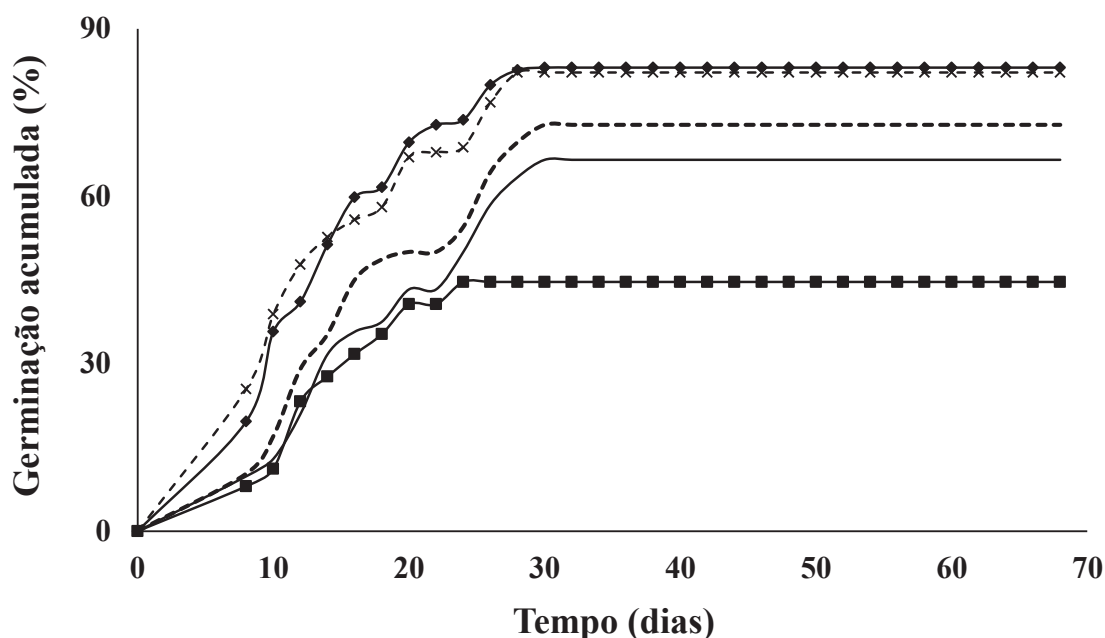
FONTE: A autora (2018).

Após a tabulação dos dados, foram construídas curvas descritivas da germinação acumulada em porcentagem. Todos os dados foram inicialmente submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk a 5% de significância e à modificação do teste de Levene proposta por O'Neil e Mathews (2000) a 5% de significância. Posteriormente, foram submetidos ao modelo de análise de variância de um delineamento de blocos casualizados ( $P \geq 0,95$ ) e, no caso de constatadas diferenças significativas, ao teste de Tukey ( $P \geq 0,95$ ). Para as análises estatísticas foi utilizado o *software R* (R Core Team, 2018), através do pacote ExpDes.pt (FERREIRA et al.).

### 3. RESULTADO E DISCUSSÃO

Em todos os tratamentos testados houve germinação das sementes, variando de 45% a 83%, com estabilização da germinação aos 30 dias (Figura 10). A rapidez e uniformidade da germinação são características desejáveis, pois quanto mais tempo a plântula permanece nos estádios iniciais de desenvolvimento mais fica sujeita às condições adversas do ambiente, inclusive suscetíveis ao ataque de fungos frequentemente presentes em sementes de ipês (BOTELHO et al., 2008).

FIGURA 10 – GERMINAÇÃO ACUMULADA (%) DE SEMENTES *Handroanthus serratifolius* (VAHL) S.O.GROSE COLETADAS EM JULHO DE 2018 NA ZONA DA MATA RONDONIENSE, SEMEADAS EM DIFERENTES COMPOSIÇÕES DE SUBSTRATOS EM CASA DE VEGETAÇÃO, EM FUNÇÃO DO TEMPO (DIAS)



Tratamentos:

- - x - 100% Areia
- - - 50% Areia + 50% Biossólido
- 100% Biossólido
- ◆— 75% Areia + 25% Biossólido
- 25% Areia + 75% Biossólido

FONTE: A autora (2018).

Entretanto, foi verificada 100% de sanidade das sementes de *H. serratifolius* em todos os tratamentos estudados. Geralmente em estudos de sanidade, as sementes de ipês amarelo apresentam elevada incidência de fungos potencialmente fitopatogênicos, como *Alternaria alternata* (Fr.:Fr.) Keissl. (FANTINEL et al., 2013; SOUSA et al., 2012). Essa contaminação pode ser atribuída à forma como as sementes deiscem são coletadas, geralmente, direto do solo (NOGUEIRA; MEDEIROS, 2007). Os resultados do presente estudo reforçam esta informação, já que as sementes foram coletadas

diretamente das árvores, sem contato com o solo, e não apresentaram incidência de fungos. Também tem o fato de a germinação ter ocorrido em ambiente não controlado, onde pode ocorrer equilíbrio entre fungos fitopatogênicos endógenos ou não, diminuindo a incidência de infestação de fungos nas plântulas emergidas.

A análise da sanidade e da germinação de sementes de espécies florestais constitui um fator importante, principalmente nas espécies nativas, usadas no processo de recuperação de áreas degradadas. Em geral, sementes de ipê apresentam percentual de germinação em torno de 60% (MARTO; BARRICHELO; MÜLLER, 2006), e com exceção do tratamento com 100% biossólido, todos os demais apresentaram adequada germinação (Figura 10).

As sementes de *H. serratifolius* possuem rápida germinação, conforme verificado pelo Índice de Velocidade de Germinação (IVG), Tempo Médio de Germinação (TMG) e Velocidade Média de Germinação (VMG) (Tabela 2). Visto que a germinação é mais rápida na temperatura próxima de 30°C (FERREIRA et al., 2002), os resultados também podem estar associados as condições favoráveis da área de estudo, sendo os substratos compostos com areia e biossólido promissores para a germinação de sementes de *H. serratifolius* na região da Zona da Mata Rondoniense.

TABELA 2 – ÍNDICE DE VELOCIDADE DE GERMINAÇÃO (IVG) E TEMPO MÉDIO (TMG) E VELOCIDADE MÉDIA (VMG) DE GERMINAÇÃO DE SEMENTES *Handroanthus serratifolius* (VAHL) S.O.GROSE COLETADAS EM JULHO DE 2018 NA ZONA DA MATA RONDONIENSE, SEMEADAS EM DIFERENTES COMPOSIÇÕES DE SUBSTRATOS EM CASA DE VEGETAÇÃO

Tratamentos	Descrição	IVG	TMG (dias)	VMG (sementes.dia <sup>-1</sup> )
T1	100% Areia	39	21	0,0479
T2	75% Areia + 25% Biossólido	39	27	0,0367
T3	50% Areia + 50% Biossólido	28	29	0,0348
T4	25% Areia + 75% Biossólido	24	28	0,0362
T5	100% Biossólido	21	25	0,0393

FONTE: A autora (2018).

O biossólido é excelente fornecedor de matéria orgânica e nutriente essenciais para a planta, porém alguns estudos não recomendam a utilização do mesmo com proporções acima de 80% para produção de mudas devido à sua baixa porosidade (JORGE et al. 1991; CALDEIRA et al., 2012). Neste sentido, foi observado que conforme a proporção de biossólido aumenta, o IVG diminui, sendo o tratamento T5 o que obteve menor valor de IVG.

Este comportamento foi compatível com os resultados da germinação acumulada, indicando que as concentrações elevadas do mesmo atrasaram a germinação, uma vez que o IVG correspondente ao número médio de dias gastos para a germinação, os melhores tratamentos são o T1 e T2. Em estudo sobre substratos adequados para a condução do teste de germinação de sementes de *H. serratifolius*, Machado et al. (2002) verificaram que a areia conferiu maior IVG em função dela possuir uma melhor uniformidade de umidade e pelo fato da espécie preferir solos bem drenados (LORENZI, 2008). Mas o biossólido atua como condicionante das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (ANDREOLI, 2001), portanto, em quantidades adequadas, o mesmo favorece a germinação das sementes e crescimento de plântulas.

Com relação ao TMG e ao VMG, verifica-se que o T1 e o T5 apresentaram os menores (T1 = 21 dias; T5 = 25 dias) e maiores valores (T1 = 0,0479 sementes.dia<sup>-1</sup>; T5 = 0,0393 sementes.dia<sup>-1</sup>), respectivamente. Este menor tempo médio para germinação no tratamento com 100% biossólido se deve ao menor número de plântulas germinadas.

Ao analisar os resultados de outras pesquisas, utilizando outras espécies nativas, foi verificado que os resultados de IVG encontrado nesse estudo foram elevados, independente da composição do substrato. Para *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W.Jobson, *Campsiandra laurifolia* Benth., *Chamaecrista negrensis* (H.S.Irwin) H.S.Irwin & Barneby e *Crudia oblonga* Benth., os valores de IVG foram menores que 1 (SILVA et al., 1988; CHEROBINI 2006). Para *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm., *Cedrela fissilis* Vell., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong e *Sesbania virgata* (Cav.) Pers., os valores foram menores que 2 (CHEROBINI, 2006; GUEDES et al., 2013). Para *Tachigali paniculata* Aubl., *Parkia platycephala* Benth. e *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W.Jobson, os valores não passaram de 5 (SILVA et al., 1988; SILVA R.B. et al., 2017).

Santos e Campos (2009), ao testar a germinação de *Handroanthus ochraceus* (Cham.) Mattos, em substrato composto com 100% areia, verificaram IVG de 1,32 e TMG 7,78 dias, ratificando os elevados valores encontrados nesse estudo (Tabela 2). Apesar da espécie ser também conhecida como ipê amarelo, não ocorre naturalmente em Rondônia (LOHMANN, 2015).

Ao analisar os valores de IVG encontrados na literatura para espécies exóticas, como eucaliptos, considerados de rápida germinação e crescimento, estes continuam abaixo do verificado nesse estudo. Para *Eucalyptus camaldulensis*, *E. citriodora*, *E.*



*grandis*, *E. robusta*, *E. urophylla*, *E. urograndis* e *E. saligna*, os valores de IVG foram inferiores a 15 (MARTINS; PEREIRA; LOPES, 2014; PRADO et al., 2016; SILVA, A.G. da et al., 2017).

Baseado ainda nos resultados da Tabela 2, pode-se sugerir a contagem final aos 29 dias, pois após este período, na faixa ótima de temperatura (aproximadamente 30°C), a germinação cessou. Assim como relatado por Ferreira et al. (2002) em estudo com *H. serratifolius*, utilizando areia e papel como substratos, a germinação cessou aos 27 dias.

Através da modificação do teste de Levene, proposta por O'Neil e Mathews (2000), *p*-valor 0,4363 a 5% de significância, as variâncias do número de plântulas germinadas podem ser consideradas homogêneas. E de acordo com o teste de Shapiro-Wilk a 5% de significância, *p*-valor 0,8855, os resíduos podem ser considerados normais. Na avaliação entre as diferentes composições de substratos para germinação de sementes de *H. serratifolius*, verifica-se que houve diferença significativa a 5% de probabilidade entre os tratamentos (Tabela 3). Os blocos não foram significativos para o mesmo teste com a mesma probabilidade.

TABELA 3 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA EM RELAÇÃO MÉDIA DE GERMINAÇÃO DE SEMENTES de *Handroanthus serratifolius* (VAHL) S.O.GROSE COLETADAS EM JULHO DE 2018 NA ZONA DA MATA RONDONIENSE E SEMEADAS EM DIFERENTES COMPOSIÇÕES DE SUBSTRATOS EM CASA DE VEGETAÇÃO

	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Tratamento	4	1.229,3	307,3	4,4014	0,02026
Bloco	3	122,6	40,9	0,5853	0,63607
Resíduo	12	837,9	69,8		
Total	19	2.189,8			

FONTE: A autora (2018).

LEGENDA: GL é graus de liberdade; SQ é soma de quadrados; QM é quadrado médio; Fc é a estatística do teste de Fisher-Snedecor.

Considerando as médias de germinação de sementes de *H. serratifolius* semeadas em diferentes composições de substratos, verifica-se que houve diferença significativa apenas no substrato composto com 100% biossólido (Tabela 4). Todos os tratamentos com biossólido possuem substâncias tóxicas em sua composição com diferentes concentrações, no entanto, devido a elevada concentração dos mesmos no substrato, a concentração de 100% biossólido pode ser considerada tóxica, uma vez que reduziu a germinação em aproximadamente 40%.

Os melhores tratamentos foram o 2 e o 1, respectivamente. Mesmo que a semente precise apenas de suas substâncias de reservas e de um substrato que provenha



condições adequadas de umidade e oxigenação para retomada da atividade metabólica e, conseqüentemente, germinar, elevadas concentrações de algumas substâncias tóxicas podem inibir a germinação das sementes de *H. serratifolius*.

TABELA 4 – GERMINAÇÃO MÉDIA DE SEMENTES DE *Handroanthus serratifolius* (VAHL) S.O.GROSE COLETADAS EM JULHO DE 2018 NA ZONA DA MATA RONDONIENSE E SEMEADAS EM DIFERENTES COMPOSIÇÕES DE SUBSTRATOS EM CASA DE VEGETAÇÃO

Tratamento	Descrição	Germinação média*
1	100% Areia	46,00 <sup>a</sup>
2	75% Areia + 25% Biossólido	46,50 <sup>a</sup>
3	50% Areia + 50% Biossólido	40,75 <sup>ab</sup>
4	25% Areia + 75% Biossólido	37,25 <sup>ab</sup>
5	100% Biossólido	25,00 <sup>b</sup>

FONTE: A autora (2018).

LEGENDA: \*Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Todas substâncias tóxicas analisadas se encontram dentro dos níveis aceitáveis, não oferecendo risco ao meio ambiente, conforme Resolução CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006 (Tabela 1). Convém reforçar que, alguns desses elementos são considerados micronutrientes vegetais com grande importância para o crescimento, desenvolvimento e reprodução das plantas, como o níquel (BROWN et al., 1987).

Apesar do níquel ser um elemento essencial às plantas e possuir função direta na germinação de sementes, a sua demanda pelos vegetais é muito pequena, de forma que concentrações mais altas podem causar fitotoxidez (NEVES et al., 2007). A concentração adequada deste elemento nos tecidos vegetais é de 0,05 mg.L<sup>-1</sup> (EPSTEIN; BLOOM, 2006), e uma concentração tissular de 50 mg.L<sup>-1</sup> de níquel já pode causar efeitos tóxicos em muitas plantas (WHITE; GREENWOOD, 2013). Neste estudo, considerando que o tratamento com 100% biossólido foi inferior em relação à germinação, quando comparado aos demais (Tabela 4), a concentração de níquel de 52,02 mg.L<sup>-1</sup> pode ter causado toxidez nas plântulas de *H. serratifolius*.

Já o chumbo, apesar de não ser considerado tóxico para a maioria das espécies de plantas até valores entre 5 e 10 mg.kg<sup>-1</sup> de massa seca (SHIKHOVA, 2012), este pode inibir ou reduzir a germinação de sementes (LAMHAMDI et al., 2011; AHMAD et al., 2011; PEREIRA et al., 2013). A concentração de chumbo na amostra com 100% biossólido foi de 15,6 mg.kg<sup>-1</sup>, não sendo verificado na literatura parâmetros de fitotoxidez durante a germinação para esse elemento no solo ou substrato. A permeabilidade a substâncias tóxicas em sementes está muitas vezes relacionada a

estrutura do tegumento da semente (WIERZBICKA; OBIDZIŃSKA, 1998). As sementes de *H. serratifolius* são pequenas e membranáceas (MARTO; BARRICHELO; MÜLLER, 2006), não restringindo fisicamente a entrada de chumbo. Portanto, com o aumento das concentrações de chumbo, ocorre aumento da entrada desse metal nas sementes afetando o embrião e, conseqüentemente, diminuindo proporcionalmente o percentual de germinação (PEREIRA et al., 2013).

No presente estudo, foi verificado a concentração de 680,9 mg.L<sup>-1</sup> de silício em amostra com 100% biossólido (Tabela 1). O lodo de esgoto proveniente da digestão anaeróbia possui cerca de 50% da sua massa seca de matéria orgânica, e do total da fração inorgânica restante, em valores médios, o óxido de sílica pode representar 52% (SOUZA, 2003). Este alto teor de óxido de sílica é resultado da inexistência de um sistema de remoção da areia nas lagoas de tratamento que forneceram o biossólido para o estudo.

O incremento da concentração de silício promove reduções na germinação e no IVG de forma linear em sementes hidrocondicionadas em soluções com concentração de 200 mg.L<sup>-1</sup> (FERRAZ, 2017). Desta forma, verifica-se que as sementes de *H. serratifolius*, apesar da redução da germinação e IVG, foi tolerante à elevada concentração desse elemento. O silício proporciona melhoria no estado nutricional das plantas, sendo observado que plantas crescendo em ambiente rico em silício são mais resilientes ao ataque de organismos patogênicos e a fitotoxidez causadas por metais pesados (LIMA FILHO et al., 1999; EPSTEIN, 2001; NEVES, 2013), e estes efeitos são mais pronunciados sob condições de estresses abióticos (ANWAAR et al., 2015; ZHANG et al., 2015, AHMED et al., 2016).

O cromo é reconhecido como um elemento essencial para os seres humanos e animais (MERTZ, 1967), mas não para plantas (HUFFMAN; ALLAWAY, 1973; LIU et al., 1992), embora algumas pesquisas relatem que é benéfico para o crescimento das mesmas (ZHENG et al., 1987). Altos níveis de suprimento de cromo podem inibir e/ou reduzir a germinação de sementes e o subsequente crescimento de plântulas. Entretanto, no presente estudo foi encontrado em concentração abaixo do limite considerada tóxica, de 86,62 mg.kg<sup>-1</sup> (Tabela 1). Em experimentos com *Hordeum vulgare* L. (cevada), as sementes germinaram e cresceram adequadamente nos níveis de cromo até 100 mg.kg<sup>-1</sup> no solo, entretanto, o desenvolvimento foi tardio devido à inibição do mesmo, que é responsável pela mobilização do amido de reserva necessário para o crescimento inicial

(REDISKE, 1956; ZAYED; TERRY, 2003). De fato, o TMG foi maior quando comparado os substratos compostos de biossólido com a testemunha (Tabela 2).

Apesar da redução de germinação de aproximadamente 40% no tratamento com proporção 100% biossólido comparado com testemunha (Tabela 4), este resultado foi melhor que o relatado por Bishnoi et al. (1993), cujo qual na concentração de cromo em  $59 \text{ mg.kg}^{-1}$ , a germinação de sementes de *Pisum sativum* L. cultivar 'Bonneville' (ervilha) foi reduzida em aproximadamente 80% e mesmo na concentração de  $29 \text{ mg.kg}^{-1}$ , a germinação de sementes foi reduzida em cerca de 70%. Devido ao alto nível de matéria orgânica presente em resíduo de estação de tratamento de esgoto (EMBRAPA, 2018; CABREIRA et al., 2017), pode-se supor que o mesmo reduziu a toxicidade de cromo na germinação devido à baixa biodisponibilidade do elemento nesta condição (ZAYED; TERRY, 2003).

Por não apresentar função como nutriente (MATSCHULLAT, 2000), o arsênio pode causar toxidez em plantas e animais mesmo em baixas concentrações, na faixa de  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  (BUSCHMANN et al., 2008; BARBOSA, 2013). Relativamente a esse elemento, a maioria das plantas tolera concentrações do metaloide no solo entre 1 a  $50 \text{ mg.kg}^{-1}$  (LEEP, 1981; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001; MASCHER et al., 2002). Os metabólitos dos compostos orgânicos do arsênio podem bloquear a biossíntese das proteínas e outros processos biológicos (SCKERL et al., 1969). Uma vez dentro do citoplasma vegetal, o mesmo concorre com o fosfato, inibindo a fosforilação oxidativa e a produção de ATP (MEHARG; McNAIR, 1994; OREMLAND; STOLTZ, 2003), destruindo assim o fluxo energético na célula (MEHARG; HARTLEYWHITAKER, 2002). O sintoma mais comum associado à fitotoxicidade do arsênio é a redução da taxa de germinação, podendo ocorrer de 8% até 83% para as concentrações 0,5 e  $8,0 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente (ABEDIN; MEHARG, 2002). Desta forma, verifica-se que o resultado inferior do tratamento 5 não está associado somente com a presença de arsênio no substrato, pois a concentração deste no substrato composto com 100% de biossólido foi de  $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$ .

As concentrações dos elementos, nitrogênio, fósforo, potássio, zinco, cobre, manganês, boro, cálcio, enxofre, manganês e ferro foram consideradas baixa. Esse resultado sugere que as reduções de germinação observadas nos tratamentos com biossólido não está associada a toxidez dos mesmos. Para a germinação, a aplicação na proporção de 20% de ferro e zinco podem promover redução de aproximadamente 53% e 68%, respectivamente (GUIRRA et al. 2015). Como nas sementes, a maior parte do

zinco é encontrada em corpos proteicos, que no processo de germinação são rapidamente hidrolisados e disponibilizados às plântulas, maiores concentrações de zinco podem causar toxicidade às plântulas. Assim como o ferro que, é participante ativo da respiração celular e, em excesso, pode causar toxidez (PRADO; VARA, 2011; REZENDE et al., 2009).

Doses de até 150 mg.kg<sup>-1</sup> de fósforo favorecem o crescimento e produção de mudas de *H. impetiginosus* (ipê-roxo) (NOGUEIRA et al. 2015). Entretanto, não foi verificado na literatura teores que favorecem a germinação, ou que possam causar fitotoxidez as sementes. Analisando os efeitos do nitrogênio para *H. serratifolius*, as melhores médias do crescimento e produção são obtidas com teores variando entre 90 mg.L<sup>-1</sup> e 110 mg.L<sup>-1</sup> (GOULART et al., 2017). No presente estudo, as concentrações de fósforo e nitrogênio não passaram de 18 e 8 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

A composição do bio sólido depende do esgoto que lhe deu origem, mas em linhas gerais costuma apresentar os seguintes teores percentuais de matéria seca: 2,25 a 9,15% de nitrogênio, 1,48 a 3,7% de fósforo, 0,3 a 1,3% de enxofre e 0,01 a 0,36% de potássio (ANDREOLI; PEGORINI; FERNANDES, 2001; SOUZA, 2003; NOZELA, 2014). De fato, o bio sólido utilizado neste estudo apresenta concentrações de nitrogênio, fósforo, potássio, zinco e de outros mais elementos, inferiores ao verificado na literatura. Mas os resultados apresentados encontrados indicam que as sementes de *H. serratifolius* apresentaram plasticidade fenotípica quanto ao substrato, germinando adequadamente em condições adversas. Porém, as concentrações de substâncias na proporção de 100% bio sólido podem ser consideradas tóxicas, uma vez que reduziu significativamente a germinação.

Vale ressaltar que, apesar de a semente só precisar de suas reservas para germinação, a areia é um material inerte que não fornece nutrientes necessários para o crescimento das plântulas. E o bio sólido como composto do substrato pode suprir de modo mais adequado as exigências nutricionais das plantas no decorrer do ciclo biológico.

Com as mudas resultantes, será dada continuidade ao estudo para avaliar o crescimento da espécie nos substratos compostos com o bio sólido e verificar a compartimentação dos elementos na planta, talvez em condições de cultivo no solo.

#### 4. CONCLUSÃO

Os substratos compostos com biossólido possuem potencial de uso como substrato para germinação de sementes de *Handroanthus serratifolius*, com exceção do substrato composto com 100% biossólido que proporcionou fitotoxidez. Desta forma, os resíduos de estação de tratamento de esgoto podem ser reaproveitados para produção de mudas, com destaque para a proporção 75% areia grossa e 25% biossólido. Apesar da proporção baixa de biossólido, é um uso alternativo para o destino final do resíduo de estação de tratamento de esgoto afim de reduzir os impactos ao ambiente e à saúde humana.

A espécie *H. serratifolius* possui potencial para programas de fitorremediação de solos contaminados, germinando adequadamente em substratos contendo substâncias tóxicas.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY – ATSDR.

**Substance priority list.** set. 2017. Disponível em: < <https://www.atsdr.cdc.gov/spl/>>.

Acesso em: 23 set. 2018.

AHMAD, M. S. A. et al. Lead (Pb) - Induced regulation of growth, photosynthesis, and mineral nutrition in maize (*Zea mays* L.) plants at early growth stages. **Biological trace element research**, v. 144, n. 1-3, p. 1229-1239, 2011.

AHMED, M. et al. Improvement of wheat (*Triticum aestivum*) drought tolerance by seed priming with silicon. Archives of. **Agronomy and Soil Science**. v, 62, p.299-315 2016.

ALENCAR, J. C.; ALMEIDA, R. A.; FERNANDES, N. P. Fenologia de espécies florestais em floresta tropical úmida de terra firme na Amazônia Central. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 9, n. 1, p. 163-198, mar. 1979.

ALVARES, C. A et al. Köppen's climate classification map for Brazil.

**Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, dec. 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507.

ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. 1 ed. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001.

ANWAAR, S.A.; et al. Silicon (Si) alleviates cotton (*Gossypium hirsutum* L.) from zinc (Zn) toxicity stress by limiting Zn uptake and oxidative damage. **Environmental Science and Pollution**, mar. 2015. DOI:[10.1007/s11356-014-3938-9](https://doi.org/10.1007/s11356-014-3938-9)

BACKES, Clarice et al. **Produção, acúmulo e exportação de nutrientes em grama esmeralda adubada com lodo de esgoto**. *Bragantia*, Campinas, 2010, vol.69, n.2, pp.413-422. ISSN 0006-8705

BAKER, A. J. M.; McGRATH, S. P.; SIDOLI, C. M. D.; REEVES, R. D. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdã, v. 11, p. 41-49, 1994.

BAKER, A. J. M; BROOKS, R. R. Terrestrial higher plants which hyper-accumulate metallic elements - A review of their distribution, ecology and phytochemistry. **Biorecovery**, v.1, p. 81-126, jan.1989.

BARBOSA, G. M. C.; TAVARES FILHO, J. Uso agrícola do lodo de esgoto: influência nas propriedades químicas e físicas do solo, produtividade e recuperação de áreas degradadas. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 27, n. 4, p. 565-580, out./dez. 2006.

BONI, Jonatas. MOURA. Maríndia. Ibama descobre garimpo ‘gigante’ de minério dentro de reserva, em RO. **G1 RO e Rede Amazônica**. mai. 2016. Disponível em <<http://g1.globo.com/ro/rondonia/noticia/2016/05/ibama-descobre-garimpo-gigante-de-minerio-dentro-de-reserva-em-ro.html>>. Acesso em 18 ago. 2018.

BOTELHO, L. S. Fungos Associados às Sementes de Ipê-amarelo (*Tabebuia serratifolia*), Ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa*). **Summa Phytopathologica**, v.34, n.4, p.343-348, Piracicaba: ESALQ, 2008. 6 p.

BRASIL. Ministério da Agricultura e da Reforma Agrária. **Regras para análise de sementes**. Brasília: SNDA/DNDV/CLAV, 1992. 365p.

BROWN, P.H.; WELCH, R.M. & CARY, E.E. Nickel: A micronutrient essential for higher plants. **Plant Physiol.**, 85:801-803, 1987.

CABREIRA et al. Biossólido como componente de substrato para produção de mudas florestais. **Floresta**, Curitiba, v 47, n 2, p 165-176, abr. – jun., 2017b. DOI: 10.5380/rev.v47i1.44291.

CAIRES, S. M. de. **Comportamento de mudas de espécies florestais nativas na fitorremediação de solo contaminado com zinco e cobre**. 2005. 74 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

CALDEIRA, M. V. W., BLUM, H., BALBINOT, R., LOMBARDI, K. C. Uso do resíduo do algodão no substrato para produção de mudas florestais. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v.6, p.191-202, 2008a.

CALDEIRA, M. V. W., ROSA, G. N., FENILLI, T. A. B., HARBS, R. M. P. Composto orgânico na produção de mudas de aroeira-vermelha. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 9, p. 27-33, 2008b.

CALDEIRA, M. V. W., SPATHELF, P., BARICHELLO, L. R., VOGEL, H. L. M., SCHUMACHER, M. V. Effect of different doses of vermicompost on the growth of *Apuleia leiocarpa* (Vog) Macbr. seedlings. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v.3, p.11-17, 2005.



CALDEIRA, M. V. W.; MARCOLIN, M.; MORAES, E.; SCHAADT, S. S. Influência do resíduo da indústria do algodão na formulação de substrato para produção de mudas de *Schinus terebinthifolius* Raddi, *Archontophoenix alexandrae* Wendl. et Drude e *Archontophoenix cunninghamiana* Wendl. et Drude. **Ambiência**, Guarapuava, v. 3, p. 1-8, 2007.

CALDEIRA, M. V. W.; PERONI, L.; GOMES, D. R.; DELARMELINA, W. M.; TRAZZI, P. A. Diferentes proporções de bio-sólido na composição de substratos para a produção de mudas de timbó (*Ateleia glazioviana* Baill). **Sci. For.**, Piracicaba, v. 40, n. 93, p. 15-22, mar. 2012.

CALDEIRA, M. V. W.; PERONI, L.; GOMES, D. R.; DELARMELINA, W. M.; TRAZZI, P. A. Diferentes proporções de bio-sólido na composição de substratos para a produção de mudas de timbó (*Ateleia glazioviana* Baill). **Sci. For.**, Piracicaba, v. 40, n. 93, p. 15-22, mar. 2012.

CALDEIRA, M. V. W.; SCHUMACHER, M. V.; BARICHELO, L. R.; VOGET, H. L. M.; OLIVEIRA, L. S. Crescimento de mudas de *Eucalyptus saligna* Smith em função de diferentes doses de vermicomposto. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 28, n. 1/2, p. 19-30, 1998. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v28i12.2305>

CALDEIRA, M. V. W.; SCHUMACHER, M. V.; TEDESCO, N. Crescimento de mudas de *Acacia mearnsii* em função de diferentes doses de vermicomposto. **Sci. For.**, Piracicaba, n. 57, p. 161-170, 2000.

CAMPOS FILHO, E. M.; SARTORELLI, P. A. R. **Guia de árvores com valor econômico**. São Paulo: Agroicone, 2015.

CAMPOS, M. C. C.; SANTOS, L. A. C.; SILVA, D. M. P.; MANTOVANELLI, B. C.; SOARES, M. D. R. Caracterização física e química de terras pretas arqueológicas e de solos não antropogênicos na região de Manicoré, Amazonas. **Revista Agro@ambiente On-line**, Boa Vista, v. 6, n. 2, p. 102-109, mai.- ago. 2012.

CARNEIRO, J. G. A. **Produção e controle de qualidade de mudas florestais**. Curitiba: UFPR, FUPEF, 1995. 451 p.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica; Colombo: EMBRAPA Florestas, Coleção Espécies Arbóreas Brasileiras, v. 1, 2003.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica; Colombo: EMBRAPA Florestas, Coleção Espécies Arbóreas Brasileiras, v. 2, 2006.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Colombo: EMBRAPA-CNPQ; Brasília, DF: EMBRAPA-SPI, 1994.

CASAGRANDE JÚNIOR, J. G. et al. Efeito de materiais orgânicos no crescimento de mudas de araçazeiro (*Psidium cattleianum* Sabine). **Revista Brasileira de Agrobiologia**, Pelotas, v. 2, n. 3, p. 187-191, dez.1996.

CHEROBINI, E.A.I. **Avaliação da Qualidade de Sementes e Mudanças de Espécies Florestais Nativas**. 2006. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal área de Concentração Silvicultura, Universidade Federal de Santa Maria, 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006: Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **DOU**, Brasília, 30 ago. 2006. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 29 set. 2018.

COSTA, S., ZOCHE, J. J., SOUZA, P. Z. Metais pesados (Zn, Pb e Mg) em *Axonopus compressus* (SW.) P. Beauv. (Poaceae) e nos solos construídos de área de mineração de carvão a céu aberto recuperada. **Anais...** Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência. 58. Florianópolis, jul. 2006.

DALE, V. H.; O'NEILL, R. V.; PEDLOWSKI, M.; SOUTHWORTH, F. Causes and effects of land-use change in Central Rondônia, Brazil. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, Amsterdã, v. 59, n. 6, p. 997-1005, ago. 1993.

DOUMETT, S.; LAMPERI, L.; CHECCHINI, L.; AZZARELLO, E.; MUGNAI, S.; MANCUSO, S.; PETRUZZELLI, G.; DEL BUBBA, M. Heavy metal distribution between contaminated soil and *Paulownia tomentosa*, in a pilot-scale assisted phytoremediation study: Influence of different complexing agents. **Chemosphere**, Bethesda, v. 72, n. 10, p. 1481- 1490, ago. 2008.

DUARTE, E. M. G. **Árvores em sistemas agroflorestais: ciclagem de nutrientes e formação da matéria orgânica do solo**. 2011. 135f. Tese (doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2011.

DUTRA, T. R.; MASSAD, M. D.; OTONI, B. A. de S.; SANTOS, A. R. dos; MENEZES, E. S.; SARMENTO, M. F. Q. S. Potencial fitorremediador de *Tecoma stans* em solo contaminado com herbicida diuron + hexazinone, em Salinas-MG. **ACSA**, Patos, v. 13, n.2, p. 106-112, abr.-jun. 2017.

EAPEN, S.; D'SOUZA, S. F. Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. **Biotechnol. Adv.**, v. 23, n. 2, p. 97-114, mar. 2005.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. **Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas**. 2. ed. Londrina: Editora Planta, 2006. 403 p.

FANTINEL, et al. Detecção de fungos e transmissão de *Alternaria alternata* via sementes de ipê-amarelo, *Handroanthus chrysotrichus* Mart. Ex DC) Mattos. **Revista de Ciências Ambientais**.v.7, n2, p 5-14, Canoas, 2013

FARIAS, M. S. S. de; DANTAS NETO, J.; LIMA, V. L. A. de; LIRA, V. M. de; FRANCO, E. S. Riscos sociais e ambientais devido à presença de metais pesados nas águas superficiais no distrito industrial de Mangabeira. **Qualit@as Revista Eletrônica**, Campina Grande, v. 6, n. 2, 2007.

FERRONATO, M. L. (Coord.). **Viveiro Cidadão – Manual de Recuperação Florestal de Áreas Degradadas na Zona da Mata Rondoniense**. 1 ed. Rolim de Moura: ECOPORÉ, 2015.

FONINI, A.; ROJAS, J. W. J. Técnicas Empregadas na Remediação de Solos Contaminados. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE JOVENS GEOTÉCNICOS, 2, 2006, Nova Friburgo. **Anais...** Nova Friburgo: ABMS, 2006.

FRANK, R.; ISHIDA, K.; SUDA, P. Metals in agricultural soils of Ontario. **Canadian J. Soil Sci.**, Ottawa, v. 56, p. 181-196, 1976.

GAMA, L, E, S. **Equações monoespecíficas de incremento em área basal de *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Gros e (ipê amarelo) e *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos (ipê roxo) da floresta tropical pluvial do Acre**. 2017. 67 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Pós-graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, 2017.

GUEDES, R. S.; ALVES, E. U.; COSTA, E. M.T. da; SANTOS-MOURA, S. da S.; SILVA, R. dos S. da; CRUZ, F. R. da S. Avaliação do potencial fisiológico de sementes de *Amburana cearensis* (Allemão) A.C. Smith. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 29, n. 4, p. 859-866, jul. – agos. 2013.

GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.; PIERANGELI, M.A.P.; ZULIANI, D.Q.; CAMPOS, M. L. & MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. in Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v.4. p.345-390, jul.2005.

GUIMARÃES et al. Espécies arbóreas potenciais para a revegetação de rejeito salino contaminado com arsênio. **Ciência florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 3, p. 871-881, jul.-set., 2017. ISSN 1980-5098.

HUFFMAN, E. W. D.; ALLAWAY, W. H. Growth of plants in solution culture containig Low Levels of chromium. **Plant Physiology**, v.52, p. 72-75, 1973.

INTERNATIONAL TROPICAL TIMBER ORGANITAZION (ITTO). **Tropical Timber Market Report**. Nishi-ku: ITTO, v. 22, n. 11, 1 – 15 jun. 2018.

JORGE, J. A.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Condições físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro quatro anos após aplicação de lodo de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas v.15, n.3, p.237-240, 1991.

JUSTINIANO, M. J.; FREDERICKSEN, T. S.; NASH, D. **Ecología y silvicultura de especies menos conocidas** – Tajibos o Lapachos *Tabebuia* spp. Gomes ex A. P. de Candolle, Bignoniaceae. Serie de libros Ecología y Silvicultura del Proyecto BOLFOR. Santa Cruz, 2000.

KEMERICH, P. D. da C.; FLORES, C. E. B.; BORBA, W. F.; GERHARDT, A. E.; FLORES, B. A.; RODRIGUES, A. C.; BARROS, G. Indicativo de contaminação ambiental por metais pesados em aterro sanitário. **REMOA**, Santa Maria, Edição Especial LPMA/UFSM, v. 13, n. 5, p. 3744-3755, 2014.

KROLL, B.; NALVARTE, W.; MARMILLOD, D. **Arboles del Perú (Especies forestales de Dantas)**. Universidade Agraria La Molina – COTESU – Organización Suiza para el Desarrollo y la Cooperación. Lima, 1994.

LAMHAMDI, M. et al. Lead phytotoxicity on wheat (*Triticum aestivum* L.) seed germination and seedlings growth. **Comptes Rendus Biologies**, v.334, n.2, p.118-126, 2011.

LIMA FILHO, O.F. de; LIMA, M.T.G. de; TSAI, S.M. O silício na agricultura. **Informações Agrônômicas**, n.87, p.1-7, 1999.

LOHMANN, L. G. Bignoniaceae. In: **Lista de espécies da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/FichaPublicaTaxonUC/FichaPublicaTaxonUC.do?id=FB117466>> . Acesso em: 18 ago. 2018.

LOHMANN, L. G.; PIRANI, J. R. Tecomeae (Bignoniaceae) da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais e Bahia, Brasil. **Acta botanica Brasilica**, São Paulo, v. 10, p. 103-138, Julho, 1996 a.

LOPES, Marcos. Garimpo Bom Futuro – Cassiterita em Rondônia. **Técnico em Mineração**. Fev. 2017. Disponível em < <https://tecnicoemineracao.com.br/garimpo-bom-futuro/>>. Acesso em 18 ago. 2018.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. 5. Ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, v. 1, 2008.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 1 ed. São Paulo: Editorial Plantarum, 1992.

MACHADO, C. F. et al. Metodologia para a condução do teste de germinação de sementes de ipê-amarelo (*Tabebuia serratifolia* (Vahl) Nicholson). **Revista Cerne**, Lavras, v. 8, n. 2, p. 17-25, out. 2002.

MARQUES, T. C. L. L. S. M.; MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 35, n. 1, p. 121-132, jan. 2000.

MARTINS, C. C.; PEREIRA, M. R. R.; LOPES, M. T. G. Germinação de sementes de eucalipto sob estresse hídrico e salino. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v.30, p.318-329, jun. 2014.

MARTO, G. B. T.; BARRICHELO, L. E. G.; MÜLLER, P. H. *Tabebuia alba* (Ipê-Amarelo). **IPEF**, Piracicaba, 2006. Disponível em: <<http://www.ipef.br/identificacao/tabebuia.alba.asp>>. Acessado em: 27 set. 2018.

MERTZ, G. Biological role of chromiu. **Federation Proceedings**, v. 26, p. 186- 193, 1967.

MOREIRA, A.; FAGERIA, N. K. Soil Chemical Attributes of Amazonas State, Brazil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Lenders, v. 40, n. 17-18, p. 2912-2925, 9 July 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/00103620903175371>>. Acesso em: 23 setembro 2018.

NEVES, H. C. N. **Qualidade fisiológica em sementes da cultivar brs seda sob diferentes concentrações de silício**. 36 f. Trabalho de Graduação (obtenção de título Engenheiro Agrônomo) - curso de Agronomia do Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, set. 2013.

NEVES, O.S.C. et al. Adição de níquel na solução nutritiva para o cultivo de mudas de umbuzeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 485-490, 2007.

NOGUEIRA, A. C.; MEDEIROS A. C. S; **Extração e Beneficiamento de Sementes Florestais Nativas**. Circular Técnica, EMBRAPA, Colombo/PR, nov. 2007. ISSN 1517-5278

NRIAGU, J. O.; PACYNA, J. M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. **Nature**, Berlim, v. 133, p. 134-139, mai. 1988.

O'NEILL, M. E.; MATHEWS, K. L. A weighted least squares approach to levene's test of homogeneity of variance. **Australian e New Zealand Journal Statistical**, v.42, n.1, p.81-100, 2000.

OLIVEIRA, L. M. de. et al. Avaliação da qualidade de sementes de *Tabebuia serratifolia* Vahl Nich. e *T. impetiginosa* (Martius ex A. P. de Candolle) Standley (Bignoniaceae) pelo teste de raios X. **Revista Brasileira de Sementes**, Pelotas, v. 26, n. 2, p. 138-143, dez. 2004.

OLIVEIRA, O. A. de. **História, Desenvolvimento e Colonização do Estado de Rondônia**. 8 ed. Porto Velho: Dinâmica Editora e Distribuidora Ltda., 2004.

PAGANINI, W.S. Reuso de água na agricultura. In: MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. (Ed.). **Reuso de água**. São Paulo: Manole, p. 339-401. 2003.

PAGANINI, W.S.; SOUZA, A.; BOCCHIGLIERI, M. M. **Avaliação do Comportamento de Metais Pesados no Tratamento de Esgotos por Disposição no Solo**. São Paulo, v. 9, n. 3, p. 225-239, jul/set 2004.

PAIVA, H. N. de; CARVALHO, J. G. de; SIQUEIRA, J. O.; FERNANDES, A. R.; MIRANDA, J. R. P. de. Efeito da aplicação de doses crescentes de níquel sobre o teor e o conteúdo de nutrientes em mudas de ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standley). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 63, p. 158-166, jun. 2003.

PAIVA, H. N. de; CARVALHO, J. G. de; SIQUEIRA, J. O.; MIRANDA, J. R. P. de; FERNANDES, A. R. Absorção de nutrientes por mudas de ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl. Em solução nutritiva contaminada por cádmio. **R. Árvore**, Viçosa, v.28, n.2, p.189-197, 2004.

PARK, B. S. et al. Selective growth-inhibiting effects of compounds identified in *Tabebuia impetiginosa* inner bark on human intestinal bacteria. **Journal Agricultural Food Chemistry**, Easton, v. 53, n. 4, p. 1152-1157, feb. 2005.

PEREIRA, M. P.; PEREIRA, F. J.; RODRIGUES, L. C. A.; BARBOSA, S.; CASTRO, E. M. Fitotoxicidade do chumbo na germinação e crescimento inicial de alface em



função da anatomia radicular e ciclo celular. **Revista Agro@mbiente On-line**, Boa Vista. v. 7, n. 1, p. 36-43, jan. - abr. 2013.

PRADO, A. D. L. et al. Germinação de Sementes de Diferentes Espécies de Eucalipto sob Estresse Hídrico Simulado por Manitol. In: III Congresso de Ensino, Pesquisa e Extensão da UEG, 3. 2016, Pirenópolis. **Anais...** Pirenópolis: Universidade Estadual de Goiás, 2016, 10 p.

RAMALHO, J. F. G. P.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; SILVA, F. C. **Acumulação de metais pesados pelo uso de insumos agrícolas na microbacia de Caetés, Paty do Alferes, RJ**. Boletim de pesquisa 5. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1998.

RAMALHO, J. F. G. P.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X. Contaminação da microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 35, n. 7, p. 1289-1303, jul. 2000.

RODRIGUES, A. C. D.; SANTOS, A. M.; SANTOS, F. S.; PEREIRA, A. C. C.; SOBRINHO, N. M. B. A. Mecanismos de respostas das plantas à poluição por metais pesados: possibilidade de uso de macrófitas para remediação de ambientes aquáticos contaminados. **Rev. Virtual Quim.**, Niterói, v. 8, n. 1, p. 262-276, jan. 2016.

RONDÔNIA. Secretaria Estadual de Desenvolvimento Ambiental. **Diagnóstico socioeconômico do Estado de Rondônia e assistência técnica para formulação da segunda aproximação do zoneamento sócio-econômico-ecológico-climatologia**. Vol.1. Porto Velho: Governo de Rondônia, PLANAFLORO, 1998.

ROSA, Rogério et. al. **Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável**. (Monografia) Instituto de Química de São Carlos - Universidade de São Paulo. São Carlos – SP, 2003.

SALMAN, A. K. D.; LÓPEZ, G. F. Z.; BENTES-GAMA, M. de M.; ANDRADE, C. M. S. de. **Espécies arbóreas nativas da Amazônia Ocidental Brasileira com potencial para arborização de pastagens**. 1 ed. Porto Velho: EMBRAPA Rondônia, 2008.

SANTOS, E. M.; CAMPOS, R. A. S. Germinação de sementes de ipê-amarelo *Tabebuia ochracea* (Chamb.) Standl. (Bignoniaceae) em diferentes substratos. In: jornada científica da unemat, 2. 2009, Barra do Bugres. **Anais...** Barra do Bugres: UNEMAT, 2009, não p.

SANTOS, T. C. dos; GOMES, D. P. P.; PACHECO, C. S. V.; FERREIRA, A. N.; FRANCO, M. Fitorremediação: avaliação do potencial de recuperação em solos

contaminados com metais pesados. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 7, n. 12, p. 1-10, 2011.

SCHULZE, M.; GROGAN, J.; UHL, C.; LENTINI, M.; VIDAL, E. Evaluating ipê (*Tabebuia*, Bignoniaceae) logging in Amazonia: sustainable management or catalyst for forest degradation? **Biological conservation**, Amsterdã, v. 141, n. 8, p. 2071-2085, jul. 2008.

SEDAM. Secretaria de Desenvolvimento Ambiental. Meteorologia: **Boletim Climatológico de Rondônia 2010**. Porto Velho, v.12, p. 34, 2012.

SHIKHOVA, N. S. Some regularities in the accumulation of lead in urban plants (by example of Vladivostok). **Contemporary Problems of Ecology**, v.5, p.285-294, 2012. DOI: 10.1134/S1995425512020126.

SILVA, A.G. da et al. Comportamento germinativo de sementes de eucalipto em duas temperaturas com o uso de sais inorgânicos. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v.14, n.25, p. 358 – 364, 2017.

SILVA, C. P. et al. Espécies de plantas do cerrado sul-matogrossense tolerantes a presença de metais pesados em substratos. In: VIII congresso brasileiro de gestão ambiental, 5. 2017, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Universidade Católica Dom Bosco, 2017, 4 p.

SILVA, D. G. et al. Alterações fisiológicas e bioquímicas durante o armazenamento de sementes de *Tabebuia serratifolia*. **Cerne**, Lavras, v. 17, n. 1, p. 1-7, jan/mar 2011.

SILVA, M. P.; GOLDMAN, G.H.; MAGALHÃES, F.M.M.; MOREIRA, F.W. Germinação natural de 10 leguminosas arbóreas da Amazônia I. **Acta Amazônica**, 18(1/2):9-26, 1988.

SILVA, R. F.; ANDREAZZA, R.; ROS, C. da; DELLAI, A.; JACQUES, R. J. S.; SCHEID, D. L. Growth of tropical tree species and absorption of copper in soil artificially contaminated. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 75, n. 4, suppl. 1, p. S119-S125, nov. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.07114>.

SILVA, R. F.; ROS, C. da; DELLAI, A.; GROLLI, A. L.; SCHEID, D. L.; VIEL, P. Interferência de doses de cobre no crescimento e na qualidade de mudas de *Bauhinia forficata* Link, *Pterogyne nitens* Tul e *Enterolobium contortisiliquum* Vell. **Ciências Florestais**, Santa Maria, v. 26, n. 2, p. 647-655, abr.-jun., 2016.

SOUSA, et al. Incidência de fungos associados a sementes de ipê-rosa (*Tabebuia impetiginosa*) e ipê amarelo (*Tabebuia ochracea*) em Roraima. **Revista Agroambiente** [online]. Jan.- abr. 2012, v. 6, n. 1, p. 34-39

VASCONCELLOS, M. C.; PAGLIUSO, D.; SOTOMAIOR, V. S. Fitorremediação: Uma proposta de descontaminação do solo. **Estud. Biol.**, Ambiente Divers, Curitiba, v. 34, n. 83, p. 261-267, jul.-dez. 2012. DOI: 10.7213/estud.biol.7338.

VENDRUSCOLO, D. **Seleção de plantas para fitorremediação de solo contaminado com cobre**. 2013. 57 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Biodinâmica e Manejo do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, 2013.

WHITE, P.J.; GREENWOOD, D.J. Properties and management of cationic elements for crop growth. In: GREGORY, P.J.; NORTCLIFF, S. **Soil Conditions and Plant Growth**. Oxford: Blackwell publishing. p. 160-194, 2013.

WIERZBICKA, M.; OBIDZIŃSKA, J. The effect of lead on seed imbibition and germination in different plant species. **Plant Science**, v.137, n.2, p.155-171, 1998.

WILSON, P. C.; WHITWELL, T.; KLAINE, S. J. Metalaxyl and simazine toxicity to and uptake by *Typha latifolia*. **Achiv. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 39, p. 282-288, New York, abr. 2000.

ZHANG, X.H., et al. Effect of si licon on seed germination and the physiological characteristics of *Glycyrrhiza uralensis* under different levels of salinity. **The Journal of Horticultural Science and Biotechnology**. v. 90, p.439–443. Nov. 2015.